

## 중금속 처리한 토양에서 참김의털의 생육특성과 중금속 흡수능력 평가

# Evaluation of Growth Characteristics and Heavy Metal Absorption Capacity of *Festuca ovina* var. *coreana* in Heavy Metal-Treated Soils

양금철<sup>1\*</sup>

<sup>1</sup>공주대학교 사회환경공학과 교수

Keum Chul Yang<sup>1\*</sup>

<sup>1</sup>Professor, Department of Civil and Environmental Engineering, Kongju National University

Received 16 December 2022, revised 25 December 2022, accepted 27 December 2022, published online 31 December 2022

**ABSTRACT:** In this study, seeds of *Festuca ovina* var. *coreana* growing in waste coal landfills exposed to heavy metal contamination for a long time were collected, and growth characteristics and heavy metal accumulation capacity were evaluated through greenhouse cultivation experiments with germinated seedlings, and was conducted for the applicability of phytoremediation technology. Concentration gradients of arsenic-treated artificial soil were 25, 62.5, 125, and 250 mg/kg, respectively, lead concentrations were 200, 500, 1000, and 2000 mg/kg, and cadmium concentrations were 15, 30, 60, and 100 mg/kg, respectively. In the arsenic, lead, and cadmium-treated experimental groups, the number of leaves of *F. ovina* var. *coreana* decreased in all compared to the control group except for the lead-treated groups (200, 500, and 1000 mg/kg). Length growth of the shoot part was increased in all of the arsenic treatment groups compared to the control group, but decreased in all of the root parts. In the 1000 and 2000 mg/kg lead treatment groups, lengths increased compared to the control group, but in the other treatments, they were shorter than the control group. In the case of the cadmium treatment group, all of the shoot parts were increased compared to the control group, and all of the root parts were decreased. In the case of arsenic treatment, the biomass was decreased at all parts and all concentrations compared to the control group. The 200, 500, and 1000 mg/kg lead treatments showed larger biomass than the control group in both shoot and root parts. In the cadmium treatment group, the biomass of both shoot and root parts decreased compared to the control group. As the concentration of heavy metal treatment increased, both the number of leaves and the biomass by plant parts tended to decrease, and the length growth of the shoot part tended to increase slightly, but the root part tended to decrease slightly. The arsenic accumulation concentrations of the shoot and root parts of the 62.5 mg/kg arsenic treatment area were 9.4 mg/kg and 253.3 mg/kg, respectively. While the shoot part of the 250 mg/kg arsenic treatment area withered away, the arsenic accumulation concentration in the root part was analyzed to be 859.1 mg/kg. In the 2,000 mg/kg lead treatment area, the shoot and root parts accumulated 10,308.1 and 11,012.0 mg/kg, which were 1.1 times higher than the root parts. At 100 mg/kg cadmium treatment, the shoot and root parts were 176.0 and 287.2 mg/kg, and the root part accumulated 1.6 times higher than the shoot part. As a result of tolerance evaluation of *F. ovina* var. *coreana*, multi-tolerance to three heavy metals was confirmed by maintaining growth without dying in all treatment groups of arsenic, lead, and cadmium. Plant extraction (phytoextraction) of *F. ovina* var. *coreana* was verified as a species that can be applied up to 2,000 mg/kg of soil lead contamination.

**KEYWORDS:** *Festuca ovina* var. *coreana*, Heavy metal, Phytoextraction, Tolerance evaluation, Waste coal landfills

\*Corresponding author: yangkc@kongju.ac.kr, ORCID 0000-0002-8348-6899

© Korean Society of Ecology and Infrastructure Engineering. All rights reserved.

This is an open-access article distributed under the terms of the Creative Commons Attribution Non-Commercial License (<http://creativecommons.org/licenses/by-nc/3.0/>), which permits unrestricted non-commercial use, distribution, and reproduction in any medium, provided the original work is properly cited.

**요약:** 본 연구는 장기간 중금속 오염에 노출된 폐 석탄매립지에 생육하고 있는 참김의털 (*Festuca ovina* var. *coreana*) 종자를 채집하고 발아한 유식물을 가지고 온실 재배 실험을 통해 생육특성과 중금속축적능을 평가하고 식물정화법 (phytoremediation) 적용 가능성을 위해 수행하였다. 참김의털을 온실에서 인공적으로 오염된 토양에서 12 주 동안 재배하였다. 비소처리 인공토양의 농도구배는 각각 25, 62.5, 125, 250 mg/kg, 납 농도는 200, 500, 1000, 2000 mg/kg 및 카드뮴의 농도는 각각 15, 30, 60, 100 mg/kg로 처리하여 실험하였다. 비소, 납 및 카드뮴 처리구에서 참김의털의 엽수는 납 처리구 (200, 500, 1000 mg/kg)를 제외하고 대조구보다 모두 감소하였고, 지상부의 길이 성장은 비소 처리구 모두 에서 대조구보다 증가하였으나 지하부는 모두 감소하였고, 1000 및 2000 mg/kg 납 처리구에서는 대조구보다 증가하였으나 나머지 처리구에서는 대조구보다 모두 감소하였고, 카드뮴 처리구의 경우, 지상부는 대조구보다 모두 증가하였고, 지하부는 모두 감소하였다. 비소 처리구의 경우, 생체량은 모든 부위와 모든 농도에서 대조구보다 감소하였고, 200, 500, 1000 mg/kg 납 처리구는 지상부와 지하부 모두에서 대조구보다 생체량이 증가하였고, 카드뮴 처리구에서는 지상부와 지하부의 생체량이 대조구보다 모두 감소하였다. 중금속의 처리구 농도가 높아질수록 엽수와 식물부위별 생체량은 모두 감소하는 경향을 보였고, 중금속의 처리구 농도가 높아질수록 지상부의 길이 성장은 소폭 증가하는 경향이 있으나 지하부는 다소 감소하는 경향이 있었다. 62.5 mg/kg 비소 처리구의 지상부, 지하부의 비소축적농도는 9.4 mg/kg와 253.3 mg/kg로 지하부가 26.9배로 축적율이 높았으며 250 mg/kg 비소 처리구의 지상부는 고사한 반면 지하부의 비소축적농도는 859.1 mg/kg로 분석되었고, 2,000 mg/kg 납 처리구에서 지상부와 지하부는 10,308.1 및 11,012.0 mg/kg로 지상부가 지하부의 1.1배 높게 축적되었고, 100 mg/kg 카드뮴 처리구에서 지상부와 지하부는 176.0 및 287.2 mg/kg로 지하부가 지상부의 1.6배 높게 축적되었다. 참김의털의 내성평가 결과, 비소, 납, 카드뮴의 모든 처리구에서 고사하지 않고 생장을 유지하여 3종의 중금속에 다재내성이 확인되었다. 참김의털의 납 오염토양에 대한 식물추출 (phytoextraction)은 납 오염농도 2,000 mg/kg까지 적용할 수 있는 식물종으로 검증되었다.

**핵심어:** 참김의털, 중금속, 식물추출, 내성평가, 폐석탄매립지

## 1. 서론

토양오염이란 사업활동이나 그 밖의 사람의 활동에 의하여 토양이 오염되는 것으로서 사람의 건강·재산이나 환경에 피해를 주는 상태를 말한다 (Soil Environment Conservation Act, Article 2). 토양오염물질 중에서 중금속은 분해가 되지 않는 특징으로 구별되고, 다양한 환경에서 낮은 농도 (ppb 범위 ~ 10 ppm 미만)로 존재하기 때문에 미량 원소로 간주한다 (Kabata-Pendias 2001). 일부 중금속은 동·식물의 생화학적 및 생리적 기능을 수행하는데 필수성분으로 작용하는데 여러가지 주요 효소의 중요한 구성 요소로서 다양한 산화·환원 반응에서 중요한 역할을 한다 (WHO 1996). 중금속 유발 독성 및 발암성의 일부는 명확하게 이해되지 않는 측면이 있으나, 각 금속마다 고유한 물리·화학적 특성과 독성작용 메커니즘을 갖고 있는 바, 여러 연구에 따르면 활성산소종 (ROS; Reactive Oxygen Species) 생산과 산화 스트레스가 독성과 발암성에 중요한 역할을 한다는 사실이 입증되었다 (Tchounwou et al. 2004, Yedjou et al. 2006, Yedjou et al. 2007). 생체독성과 더불어 중금속은 체내에서 생분해되지 않고, 토양 중의 각종 유기물과 결합하거나 다른 중금속 또는 무기물과 상호작용을 통해 토

양 내에 축적되어 일차적으로 식물을 통해 흡수된 후, 생물농축 (bio-magnification)을 통해 자연생태계는 물론 인간의 건강에 위협을 주는 물질이다 (Ali and Khan 2019). 유해중금속의 발생원은 첫째, 자연적 발생원으로 먼지, 화산폭발, 용암의 분출, 삼림화재, 해양 염분방출 등과 둘째, 인위적 발생원으로 광산개발과정과 폐광 후의 관리부족에 따른 누출, 발전소나 산업체에서 석탄과 석유의 연소, 폐기물 소각, 시멘트 공장 등과 같은 고온 공정들에 의한 발생으로 대별된다 (KOSAE 2014).

토양오염에 의한 광해 중에서 중금속에 대한 오염제어는 흡착, 화학적 분해 등의 물리·화학적 원리를 이용하는 방법과 미생물의 분해작용 및 식물의 흡수작용을 이용하는 생물학적 처리기술로 양분될 수 있다. 처리기술의 선택에는 제거대상 중금속의 오염 및 거동 특성, 대상지의 시·공간적 규모를 고려해야 하는 바, 통상적인 물리·화학적 처리기술로는 시·공간적 광범위성과 지속성을 경제적으로 담보하기에는 근본적인 한계를 지니게 마련이다 (Ahn et al. 2013). 따라서 자연생태계의 자정 (self-purification) 원리를 응용한 생태복원인 식물정화법 (phytoremediation)은 식물체가 직접 환경오염물질을 흡수, 제거, 안정화시키는 것으로 기본적으로 식물의 성장이나 대사과정을 이용하는 것이르

로 기존의 물리·화학적 처리방법의 경제적인 대안으로 최근 많은 연구가 진행되고 있다 (Park and Seo 2005). 중금속 오염토양에서의 토양 미생물 활성과 관련된 유기물 등의 연구와 같이 농업과 관련된 분야에서의 연구가 가장 활발하게 진행되고 있으나, 우리나라 자생식물의 중금속 내성종의 식별이나 고축적종을 찾기 위한 기초 연구는 상대적으로 많지 않은 실정이다.

중금속 오염 토양에 식물정화법을 적용하기 위해서는 기능적 측면으로 복원대상지의 열악한 환경에 강한 내성을 가지며, 빠른 성장률과 높은 번식능력을 통해 적절한 환경에서 빠른 생체량 증가를 나타내는 식물종이거나 유전적으로 생체량이 커서 단위면적당 많은 유해 중금속을 함유할 수 있는 식물종이 가장 훌륭한 후보군이 될 것이며, 더불어 생태적 측면에서는 복원지의 자연생태계에 교란을 주지 않는 자생수종이 가장 적절할 것이다 (Wei et al. 2008).

따라서 본 연구의 목적은 강원도 정선군 사북면에 위치한 동원탄광 폐광지의 광미 야적지인 화절령 지역의 중금속으로 오염된 토양에 패치형태로 자생하는 참김의털을 탐색하였다. 참김의털은 벼과의 다년생으로 크기는 20~30 cm이며 꽃은 6-8월 핀다. 이후 종자를 채집하고 발아시켜 비소, 납, 및 카드뮴 중금속 농도 구배에 따른 생육 특성과 중금속 흡수능력을 분석하여 식물정화법 (Phytoremediation)에 대한 기초자료를 제공하고 자 한다

## 2. 연구 방법

### 2.1 재배 실험

중금속 구배 실험 오염토양의 제조: 비오염토양인 마사토를 3 mm 체로 통과시켜 원예용 상토와 약 66 : 33% 부피 비율로 혼합하여 제조하였다. 인공오염 토양 제조에 사용된 표준 시약은 비소 ( $\text{Na}_2\text{HAsO}_4 \cdot 7\text{H}_2\text{O}$ ), 납 ( $\text{Pb}(\text{NO}_3)_2$ ), 카드뮴,  $\text{CdCl}_2 \cdot 2.5\text{H}_2\text{O}$ )을 사용하였다. 재배토양의 비소 농도구배는 토양오염우려기준 (1 지역)에 근거하여 각 25 (1배), 62.5 (2.5배), 125 (5배), 250 (10배) mg/kg 로, 납의 농도구배는 각 200 (1배), 500 (2.5배), 1,000 (5배), 2,000 (10배) mg/kg로 처리하였고, 카드뮴의 경우 토양오염대책기준 (1 지역)보다 높은 농도를 기준으로 각각 15, 30, 60, 100 mg/kg로 처리하였다. 모든 처리는 중금속이 토양에 균일하게 오염

되도록 약 10일 동안 안정화 시켰다.

식물종 식재: 온실 재배실험에 사용된 화분은 높이 205 mm, 지름 210 mm 크기의 플라스틱 재질의 화분이며 각 화분 당 중금속이 처리된 토양을 4.0 kg씩 정량 분배 하였다. 식물은 육묘재배용 포트에서 생육시킨 후 뿌리 부분에 묻어있는 상토를 물로 씻어 제거하여 각 화분에 식재 하였다. 모든 처리는 1 종, 1 중금속, 1 구배 당 5개의 화분을 배치하였다. 관수는 토양의 포화수분량을 산정하여 식재 직후에는 500 ml를, 그 후 3일에 한번 씩 300 ml의 일반 수돗물을 관수하였다.

### 2.2 참김의털의 생육특성 분석

식재한 식물을 중금속 오염토양에서 재배 후, 결과값을 비교하기 위해 식재 전 초기 식물의 초장, 엽수, 근장 및 건중량을 조사하였다. 식재시기는 2020년 6월 24일에 식재하여 11월 6일에 수확하여 생육특성을 조사하였다. 건중량은 식물을 60°C 건조기에 넣어 항량까지 건조 시킨 뒤 측정하였다.

### 2.3 참김의털의 중금속 분석 및 내성 평가

식물체 시료는 지상부와 지하부로 나누어 60°C 에서 건조 후 분쇄하여 Microwave-digestion법 (Model: MARS-6)으로 전처리 하였다 (USEPA 1990). 전처리가 완료된 식물의 중금속 함량은 유도결합플라스마-원자발광 분광법을 사용하여 식물은 비소 (As), 납 (Pb) 및 카드뮴 (Cd)를 분석하였다.

식물의 중금속 종류와 농도구배에 따른 내성을 평가하기 위해 무처리구의 뿌리 신장량과 중금속 처리구의 뿌리 신장량을 비교하는 내성평가지수 (Index of tolerance, IT)는 Wilkins (1978)의 방법을 이용하여 실시하였다. 또한 토양 중금속 함량 대비 지상부의 축적량을 나타내는 생물축적계수 (Bioaccumulation factor, BF)와 식물에 축적된 중금속이 지하부에서 지상부로 이동하는 비율을 나타내는 이동계수 (Translocation factor, TF)는 아래의 식을 이용하여 분석하였다.

내성평가지수 (IT, %) = 중금속 처리구의 뿌리 신장량 (cm) / 무처리구의 뿌리 신장량 (cm) × 100

생물축적계수 (BF) = 지상부의 중금속축적량 (mg/kg) / 토양의 중금속함량 (mg/kg)

이동계수 (TF) = 지상부의 중금속축적량 (mg/kg) /

지하부의 중금속축적량 (mg/kg)

는 평균엽수 9.8개로 대조구 대비 45%로 감소하였다.

### 3. 결과

#### 3.1 비소, 납 및 카드뮴 처리구에서 참김의털의 생장 특성

##### 3.1.1 엽수

비소 처리구의 경우, 25 mg/kg 처리구에서 평균엽수 13.8개로 대조구 21.5개 대비 64%로 감소하였고, 62.5 mg/kg에서 8.6개로 대조구 대비 40%, 125 mg/kg 처리구에서 2.3개로 대조구 대비 11%로 점차 감소 후 최고 농도인 250 mg/kg 처리구에서 3.9개로 대조구 대비 18%로 회복되었고, 전체 농도에서 생존하였다 (Fig. 1). 납 처리구의 경우, 200 mg/kg 처리구에서 평균엽수 42.9개로 대조구 대비 198%가 증가하였고, 500 mg/kg 처리구에서 41.4개로 191%로 증가, 1,000 mg/kg 처리구에서는 28.9개로 133%로 증가하였으나, 2,000 mg/kg 처리구에서 8.3개로 대조구 대비 38%로 급격히 감소하고 있었다. 카드뮴 처리구의 경우, 15 mg/kg 처리구에서 평균엽수는 14.2개로 대조구 대비 65%로 감소하였고, 30 mg/kg 처리구에서 평균엽수 11.4개로 대조구 대비 53%로 감소하였고, 60 mg/kg에서는 9.9개로 대조구 대비 46%로 감소하였고, 100 mg/kg 처리구에서

##### 3.1.2 식물 부위별 길이 성장

비소 처리구의 경우, 25 mg/kg 처리구에서 지상부 길이 7.7 cm로 대조구 대비 112% 증가하였고, 지하부 길이는 22.7 cm로 대조구 대비 78% 감소하였으며, 62.5 mg/kg에서 지상부 길이가 8.0 cm로 대조구 대비 118%로 증가하였고, 지하부 길이는 20.5 cm로 대조구 대비 71%로 감소하였고, 125 mg/kg에서 지상부 길이는 6.6 cm로 대조구 대비 97% 감소하였고, 지하부 길이는 18.0 cm로 대조구 대비 62%로 감소하였으며, 250 mg/kg 처리구에서 지상부 길이가 7.6 cm로 대조구 대비 112%로 증가하였고, 지하부 길이는 21.4 cm로 대조구 대비 74%로 감소하였다 (Fig. 2).

납 처리구의 경우, 200 mg/kg 처리구에서 지상부는 6.6 cm로 대조구 대비 96%, 500 mg/kg에서 6.3 cm로 대조구 대비 92%로 감소한 이후 1,000 mg/kg 처리구에서 7.3 cm로 대조구 대비 107%로 증가한 이후, 2,000 mg/kg 처리구에서도 7.0 cm로 대조구 대비 102%로 증가하였으며, 지하부는 200 mg/kg 처리구에서 27.0 cm로 대조구 대비 93%로 감소하였고, 500 mg/kg 처리구에서 26.4 cm로 대조구 대비 91%, 1,000 mg/kg 처리구에서 26.2 cm로 대조구 대비 90%로 대조구에 비하여 소폭으로 감소하고, 2,000 mg/kg 처리구에서도 21.5

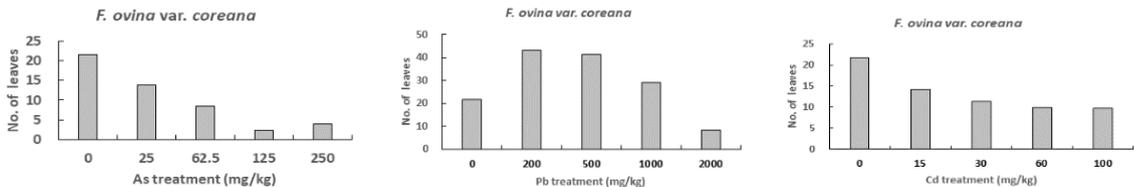


Fig. 1. Comparison of the number of leaves of *F. ovina var. coreana* according to the concentrations of As, Pb and Cd in the soil.

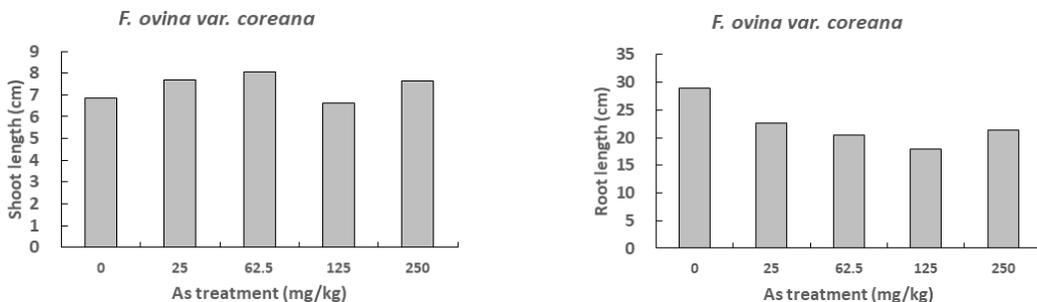


Fig. 2. Length growth of shoot and root parts of *F. ovina var. coreana* according to As concentrations in soil.

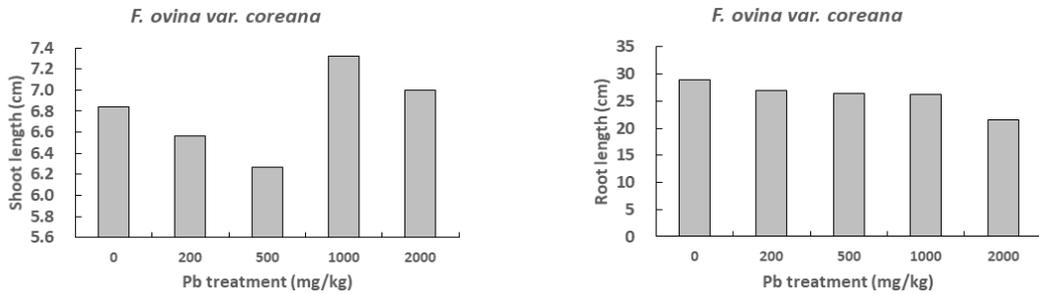


Fig. 3. Length growth of shoot and root parts of *F. ovina var. coreana* according to Pb concentrations in soil.

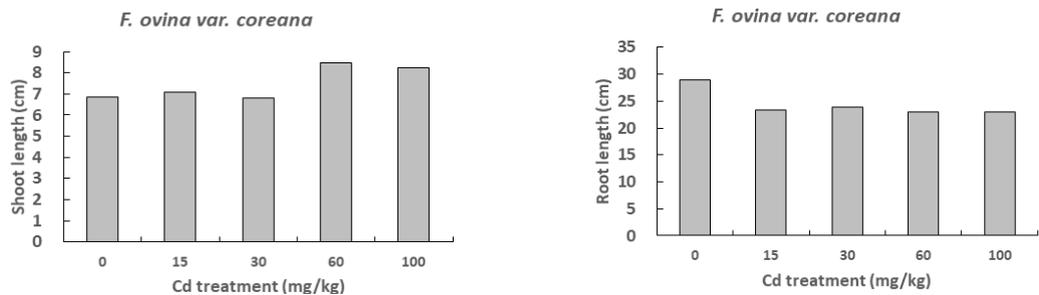


Fig. 4. Length growth of shoot and root parts of *F. ovina var. coreana* according to Cd concentrations in soil.

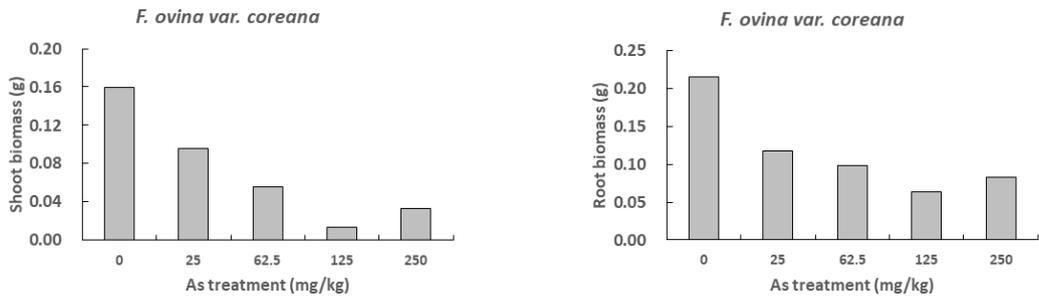


Fig. 5. Biomass of shoot and root parts of *F. ovina var. coreana* according to As concentrations in soil.

cm로 대조구 대비 74%로 지속적으로 감소하고 있었다 (Fig. 3).

카드뮴의 경우, 15 mg/kg 처리구에서 지상부는 7.1 cm로 대조구 대비 104%로 증가하였고, 30 mg/kg에서 6.8 cm로 대조구 대비 100% 동일하였고, 60 mg/kg에서는 8.5 cm로 대조구 대비 124%로 증가하였고, 100 mg/kg 처리구에서 8.2 cm로 대조구 대비 121%로 증가하였으며, 지하부는 15 mg/kg에서 23.4 cm로 대조구 대비 81%로 감소하였고, 30 mg/kg에서 23.9 cm로 대조구 대비 82%로 감소하였고, 60 mg/kg에서 23.1 cm로 대조구 대비 79%로 감소하였고, 100 mg/kg 처리구에서는 23.0 cm로 대조구 대비 79%로 감소하였다 (Fig. 4).

### 3.1.3 식물 부위별 생체량

비소 처리구의 경우, 25 mg/kg 처리구에서 지상부는 0.096 g으로 대조구의 0.159g의 60%로 감소하였고, 62.5 mg/kg에서 0.056 g으로 대조구 대비 35%, 125 mg/kg에서 0.014 g으로 대조구 대비 9%로 감소하였고, 250 mg/kg 처리구에서 0.033 g으로 대조구 대비 21%로 감소하였다. 지하부는 25 mg/kg에서 0.117 g으로 대조구의 0.216g의 54%로 감소, 62.5 mg/kg에서 0.098 g으로 대조구 대비 46%, 125 mg/kg에서 0.064 g으로 대조구 대비 30%, 250 mg/kg 처리구에서 0.084 g으로 대조구 대비 39%로 감소하였다 (Fig. 5).

납 처리구의 경우, 200 mg/kg 처리구에서 지상부의 생체량은 0.311 g으로 대조구 대비 196%로 증가하였

고, 500 mg/kg 처리구에서 0.295 g으로 대조구 대비 185%로 증가하였고, 1,000 mg/kg 처리구에서 0.213 g으로 대조구 대비 134%로 증가하였으나, 2,000 mg/kg 처리구에서 0.076 g으로 대조구 대비 48%로 급격히 감소하였고, 지하부의 경우도 마찬가지로 200 mg/kg 처리구에서 0.301 g으로 대조구 대비 140%, 500 mg/kg 처리구에서 0.244 g으로 대조구 대비 113%, 1,000 mg/kg 처리구에서 0.212 g으로 대조구 대비 98%로 농도증가에 따라 증가폭은 줄어들고 있으나, 2,000 mg/kg 처리구에서 0.082 g으로 대조구 대비 38%로 대조구에 비하여 급격히 감소하였다 (Fig. 6).

카드뮴의 경우, 지상부는 15 mg/kg 처리구에서 0.116 g으로 대조구 대비 73% 감소, 30 mg/kg 처리구에서 0.096 g으로 대조구 대비 60% 감소, 60 mg/kg 처리구에서 0.095 g으로 대조구 대비 60% 감소, 100 mg/kg 처리구에서 0.082 g으로 대조구 대비 51% 감소하였으며, 지

하부는 15 mg/kg 처리구에서 0.160 g으로 대조구 대비 74% 감소, 30 mg/kg 처리구에서 0.140 g으로 대조구 대비 65% 감소, 60 mg/kg 처리구에서 0.198 g으로 대조구 대비 91% 감소, 100 mg/kg 처리구에서 0.104 g으로 대조구 대비 48% 감소하였다 (Fig. 7).

### 3.2 인공 토양의 중금속 농도와 식물 성장과의 상관관계

비소 처리구의 경우, 염수의 변화는 처리구의 농도가 증가됨에 따라 염수는 감소하는 경향성을 나타내고 있었고, 납 처리구의 경우, 200 mg/kg 처리구에서 대조구 대비 198%로 최고의 염수 성장한 이후 지속적으로 감소하여 2,000 mg/kg 처리구에서는 대조구 대비 38%로 감소하였고, 카드뮴 처리구의 경우, 카드뮴 전 농도에서 대조구 대비 감소하였고, 처리구의 농도가 높아질수

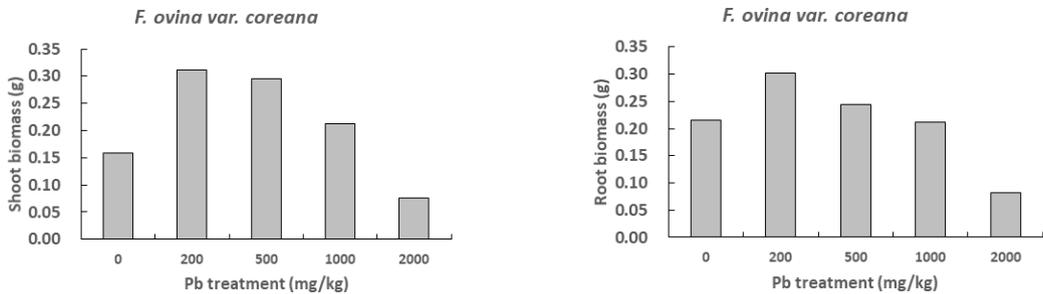


Fig. 6. Biomass of shoot and root parts of *F. ovina var. coreana* according to Pb concentrations in soil.

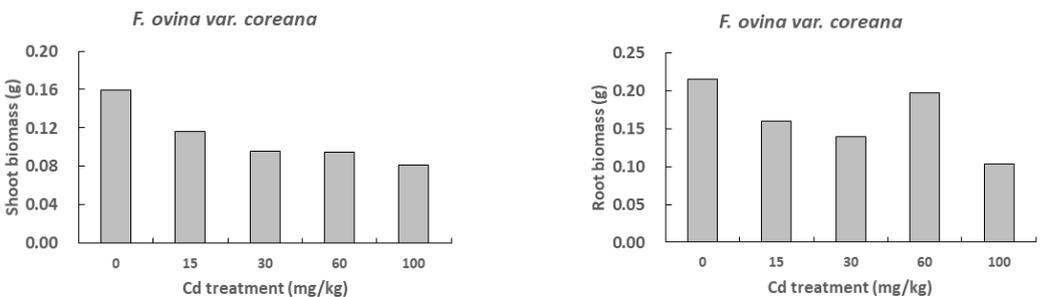


Fig. 7. Biomass of shoot and root parts of *F. ovina var. coreana* according to Cd concentrations in soil.

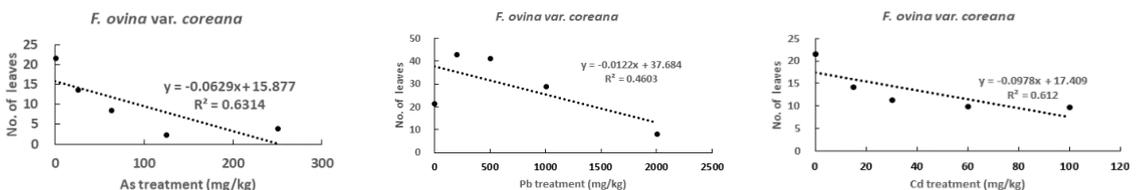


Fig. 8. Correlations between arsenic, lead and cadmium treatment concentration and number of leaves.

록 엽수는 감소하는 경향을 나타내고 있다 (Fig. 8).

비소 처리구의 경우, 길이 성장은 비소 전 농도에서 성장했던 참김의털의 지상부는 비소 농도 증가에도 소폭으로 증가하는 경향을 나타내고 있으나, 지하부는 소폭으로 감소하고 있었고, 납 처리구의 경우, 지상부는 납 농도 증가에 따라 길이 성장이 증가하는 경향을 나타내고 있는 반면, 지하부는 전반적으로 길이 성장이 감소하고 있었고, 카드뮴 처리구의 경우, 지상부는 카드뮴 전 농도에서 대조구에 비해 증가하였고, 지하부는 처리구 전체로 대조구에 비하여 길이 성장이 감소하였으나, 처리구의 카드뮴 농도 증가에 따른 감소폭은 3% 이내로 낮게 나타났다 (Fig. 9).

비소 처리구의 경우, 생체량 변화는 지상부와 지하부 모두 비소의 농도 증가에 따라 소폭으로 감소하는 경향성을 보였고, 납 처리구에서는 지상부와 지하부 모두가 가장 높은 생체량을 보인 곳은 납 농도 200 mg/kg 처리구에서 대조구 대비 각각 196%, 140%로 증가한 이후, 점진적으로 감소하는 경향을 보였고, 카드뮴 처리구에

서 지상부와 지하부는 처리구 전체에서 대조구 대비 생체량은 감소하였고, 카드뮴 농도증가에 따라 전반적으로 감소하는 경향성이 나타나고 있었으나, 60 mg/kg 처리구에서는 감소폭이 현저히 낮아지는 특징을 지니고 있었다 (Fig. 10).

### 3.3 중금속 농도에 따른 식물 부위별 중금속 축적농도

#### 3.3.1 비소 처리구

비소 처리구 전체 농도에서 생존하였고, 대조구에서는 비소가 검출되지 않았으며, 25 mg/kg 처리구의 지상부, 지하부의 비소축적농도는 각각 10.3 mg/kg, 57.4 mg/kg로 지하부가 지상부에 비하여 5.6배의 축적율을 나타내고, 62.5 mg/kg 처리구의 지상부, 지하부의 비소축적농도는 9.4 mg/kg와 253.3 mg/kg로 지하부가 26.9배로 축적율이 높았으며, 125 mg/kg 처리구의 지상부는 일부만 생육 중간에 고사를 하여 생물량은 남아 있지만 흡수량은 분석을 하지 못했다. 반면 지하부의 비소축적

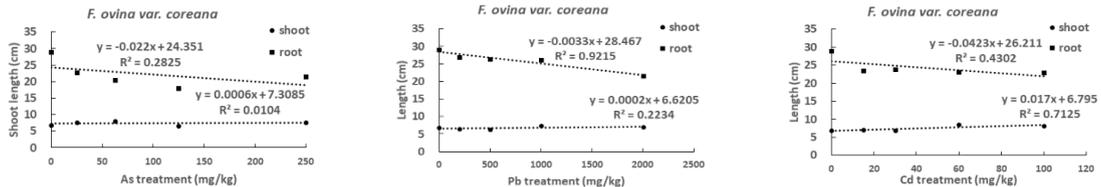


Fig. 9. Correlations between arsenic, lead and cadmium treatment concentration and length growth.

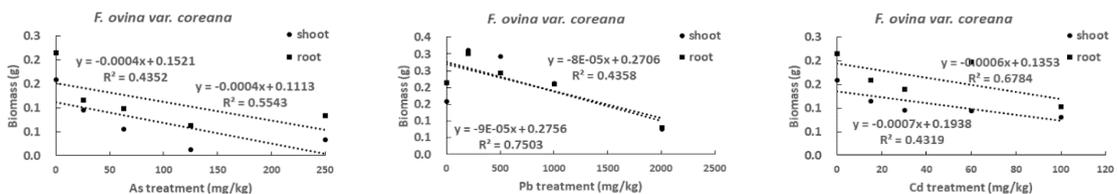


Fig. 10. Correlations between arsenic, lead and cadmium treatment concentration and biomass.

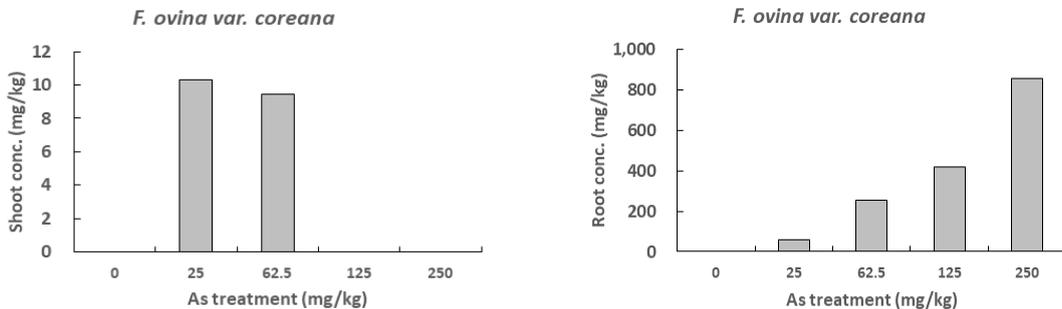


Fig. 11. Arsenic accumulation in *F. ovina var. coreana* according to soil As concentrations.

농도는 420.8 mg/kg로 분석되었고, 250 mg/kg 처리구의 지상부 역시 일부만 생육 중간에 고사를 하여 생물량은 남아 있지만 흡수량은 분석하지 못했으나 지하부의 비소축적농도는 859.1 mg/kg로 분석되었다 (Fig. 11).

3.3.2 납 처리구

대조구의 지상부와 지하부 모두 0 mg/kg이며, 200 mg/kg 처리구의 지상부와 지하부는 각각 150.0 mg/kg, 99.5 mg/kg로 지상부의 축적농도가 지하부에 비하여 1.5배 높게 나타났으며, 500 mg/kg 처리구에서 지상부와 지하부는 302.1 mg/kg, 505.7 mg/kg로 지하부가 지상부의 1.7배 높았고, 1,000 mg/kg 처리구에서 지상부와 지하부는 1,042.8 mg/kg, 4,057.4 mg/kg로 지하부가 지상부의 4배 높았고, 2,000 mg/kg 처리구에서 지상부와 지하부는 10,308.1 mg/kg, 11,012.0 mg/kg로 지상부가 지하부의 1.1배 높게 축적되었다 (Fig. 12).

3.3.3 카드뮴 처리구

대조구의 지상부와 지하부 모두 0 mg/kg이며, 15 mg/kg 처리구의 지상부와 지하부는 11.7 mg/kg, 2.0 mg/kg로 지상부가 지하부의 6배 높았으며, 30 mg/kg 처리구의 지상부와 지하부는 9.4 mg/kg, 33.7 mg/kg로

지하부가 지상부의 3.6배 높았고, 60 mg/kg 처리구의 지상부와 지하부는 24.9 mg/kg, 74.7 mg/kg로 지하부가 지상부의 3배 높았고, 100 mg/kg 처리구에서 지상부와 지하부는 176.0 mg/kg, 287.2 mg/kg로 지하부가 지상부의 1.6배 높게 축적되었다 (Fig. 13).

3.4 재배실험 기반의 중금속의 내성평가

비소의 경우 중금속 농도구배별 고사율 및 내성평가 지수는 모든 처리구에서 고사하지 않은 내성평가 지수는 62%를 상회하였고, 내성평가 지수 평균값은 71.2%로 산정되었다. 납의 경우 모든 처리구 (200, 500, 1,000, 2,000 mg/kg)에서 식물이 고사하지 않아 비소나 카드뮴에 비해 명목상으로는 납에 대한 내성을 모두 가지고 있는 것으로 평가되는바, 이와 같은 결과는 표준시료로 사용된 질산납 (Pb(NO<sub>3</sub>)<sub>2</sub>)에 포함된 질산염 (nitrate)이 영양물질로 작용한 결과로 판단된다. 카드뮴의 경우 참김의털이 전체 처리구에서 79~82%로 처리구 농도 증가에 따른 내성치의 변화가 가장 미약하였다 (Table 1).

내성평가 결과를 종합하면, 비소, 납, 카드뮴의 모든 처리구에서 고사하지 않고 생장을 유지한 한 참김의털은 3종의 중금속에 다재내성 (多財耐性)이 확인되었다.

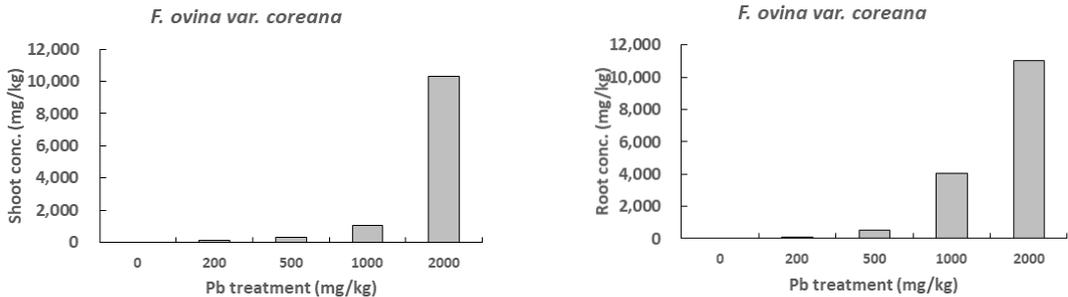


Fig. 12. Lead accumulation in *F. ovina var. coreana* according to soil Pb concentrations.

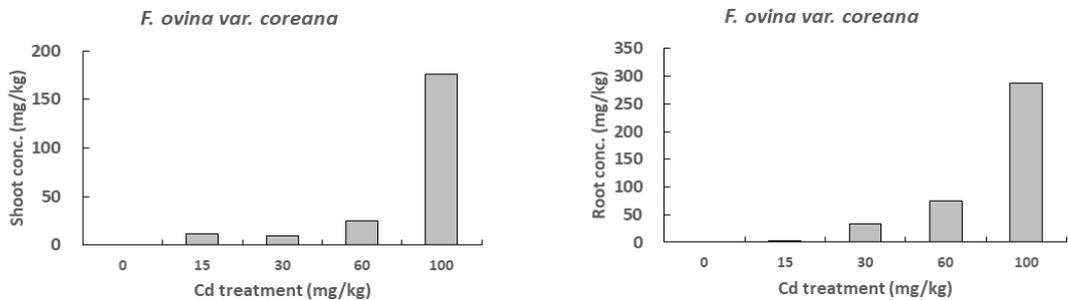


Fig. 13. Cadmium accumulation in *F. ovina var. coreana* according to soil Cd concentrations.

**Table 1.** Indices of tolerance according to the treatment concentrations of As, Pb and Cd in *F. ovina* var. *coreana*

As-treated concentrations (mg/kg)				
25	62.5	125	250	Mean tolerance indices
78	71	62	74	71.2
Pb-treated concentrations (mg/kg)				
200	500	1,000	2,000	Mean tolerance indices
93	91	90	74	87.0
Cd-treated concentrations (mg/kg)				
15	30	60	100	Mean tolerance indices
81	82	79	79	80.2

### 3.5 재배실험 기반의 중금속의 축적능평가

중금속의 개체당 축적량은 축적농도[mg (중금속)/g (생체량)] × 개체당 생체량[g (생체량)/개체]으로 결정된다. 따라서 생체량이 많고 동시에 축적농도가 높을수록 식물환경정화를 적용하기 위한 후보군이 된다. 생육실험을 통해 확인한 결과, 중금속 처리구의 농도가 높아질수록 식물체 내의 축적농도는 증가하나, 생체량은 감소하거나 고사되는 상보적인 관계가 일반적인 양상이다.

그러나 이러한 일반적인 경향성이 모든 식물 종에 공통적으로 적용되는 것은 아니다. Schat (1999)은 한 종의 식물이 중금속 오염토양에서 식지를 형성하기 위해서는 오랜 시간에 걸쳐 중금속에 대한 내성과 적응성을 진화시킨 결과로 나타나는 표현형 (phenotype)이 개체군 내에 축적되어 발현되는 것이라 하였으며, 그 결과로 나타난 중금속 축적능은 다음과 같이 평가된다.

비소 처리구에서 중금속 축적농도와 건중량을 토대로 개체당 비소축적량을 평가한 결과, 처리구의 농도가 증가할수록 축적농도는 고사된 처리구를 제외하고는 대부분 증가하였으나, 생체량은 처리구 농도증가에 따라 대부분의 종에서 감소하는 경향성을 나타내는 것으로 분석되었다. 비소의 모든 처리구에서 고사하지 않았으나, 다른 종에 비하여 생체량이 현격히 낮아 비소의 식물정화법 (phytoremediation)에는 적합하지 않은 것으로 판단된다.

납 처리구에서 납 축적농도는 처리구의 농도가 증가할수록 모든 종에서 증가하여 2,000 mg/kg 처리구에서 최고치를 나타내는 양상을 보였고, 200 mg/kg 처리구에서

**Table 2.** The bioaccumulation factor (BF) and translocation factor (TF) according to the treatment concentrations of As, Pb and Cd in *F. ovina* var. *coreana*

Factors	As-treated Concentrations (mg/kg)			
	25	62.5	125	250
BF	0.4	0.2	-	-
TF	0.2	-	-	-
Factors	Pb-treated Concentrations (mg/kg)			
	200	500	1,000	2,000
BF	0.7	0.6	1.0	5.2
TF	1.5	0.6	0.3	0.9
Factors	Cd-treated Concentrations (mg/kg)			
	15	30	60	100
BF	0.8	0.3	0.4	1.8
TF	5.9	0.3	0.3	0.6

서 최고치의 생체량을 나타낸 후 완만하게 감소하였고, 200 mg/kg 처리구에서 TF (이동계수)가 1.5로 지상부보다 지상부에 더 많은 납을 축적하였고, 1,000, 2,000 mg/kg 처리구에서의 BF (생물축적계수)는 각각 1.0, 5.2로 분석되었으며, 특히 2,000 mg/kg 처리구에서 이동계수 0.9, 지상부 납 축적농도 10,308.1 mg/kg로 van der Ent (2013)의 고축적종 (hyperaccumulator) 기준 항목의 2/3을 만족하는 것으로 조사되었다. 참김의털은 납 오염농도 2,000 mg/kg 까지 식물추출 (phytoextraction) 방식의 식물정화법에 적용될 수 있음이 확인되었다 (Table 2).

카드뮴 처리구에서 카드뮴 처리구의 농도가 증가할수록 축적농도 역시 증가하여 100 mg/kg 처리구에서 최고치를 나타내는 양상은 비소와 납의 경우와 동일하였고, 생체량은 처리구 농도증가에 따라 대조구에 비해 점차로 감소하였는데 생물축적계수는 15, 30, 60 mg/kg 처리구를 제외하고는 100 mg/kg 처리구에서 토양 농도의 거의 2배의 양으로 지상부에 카드뮴을 흡수하는 것으로 나타났다.

## 4. 고찰

생육실험을 통해서 참김의털이 중금속별로 서로 다른 패턴의 생장 및 축적특성을 나타내고 있어 오염지의 토양 중금속 및 농도에 따라 최적의 식물종을 선택할 수 있는 기초자료가 마련되었다.

한편, 이러한 연구결과를 곧바로 현장에 적용하기에

는 세심한 사전 설계가 필요할 것으로 판단된다. 그 중에서 무엇보다 중요한 고려사항은 식재한 식물체가 생장과 번식을 지속하여 오염토양에서 서식지를 형성할 수 있을까 하는 점일 것이다. 식물정화법을 적용하려는 중금속 오염지는 열악한 기후조건은 차치하더라도 토양조건(edaphic condition)에 있어서 동일한 지역이라든가 국소환경(micro-environment)이 일률적이지 않기에 인위적으로 조절된 토양환경에서 생육 실험한 본 실험 결과와는 식물성장에 있어서 큰 차이가 나타날 것으로 예상할 수 있다. 그러나 본 연구를 통해 참김의털이 비소, 납, 카드뮴 3종의 중금속에 다재내성(多財耐性)을 지니고 있음이 확인되었다. 유사 연구로 Ok et al. (2003)은 고농도의 중금속 오염지역인 아연광산에 서식하는 쑥(*Artemisia princeps*)이 지상부 43 mg/kg, 지하부 52 mg/kg 의 Cd함량으로 단일 중금속 흡수능이 우수한 식물종이라고 보고하였다.

향후, 비소, 납, 카드뮴 등의 다중 중금속 오염지 복원을 위한 식재종 선택시 참김의털이 우선적으로 고려할 수 있는 실험적 근거가 마련된 것으로 평가할 수 있을 것이다.

## 5. 결론

참김의털(*F. ovina* var. *coreana*)을 온실에서 인공적으로 오염된 토양에서 12 주 동안 재배하였고, 비소 처리 인공토양의 농도구배는 각각 25, 62.5, 125, 250 mg/kg, 납 농도는 200, 500, 1000, 2000 mg/kg 및 카드뮴의 농도는 각각 15, 30, 60, 100 mg/kg로 처리하여 실험하였다.

중금속의 처리구 농도가 높아질수록 엽수와 식물부위별 생체량은 모두 감소하는 경향을 보였고, 중금속의 처리구 농도가 높아질수록 지상부의 길이 성장은 소폭 증가하는 경향이 있으나 지하부는 다소 감소하는 경향이 있었다.

참김의털의 내성평가 결과, 비소, 납, 카드뮴의 모든 처리구에서 고사하지 않고 생장을 유지하여 3종의 중금속에 다재내성이 확인되었다. 참김의털의 납 오염토양에 대한 식물추출(phytoextraction)은 오염농도 2,000 mg/kg 까지 적용할 수 있는 식물종으로 검증되었다.

## References

Ahn, J.I., Kim, D.J., Park, J.E., Lee, Y.M., Jung, K.J., and

- Choi, D.H. 2013. Research on preparing the foundation for revitalizing the soil remediation market. Korea Environment Corporation pp. 1-133. (in Korean)
- Ali, H. and Khan, E. 2019. Trophic transfer, bioaccumulation, and biomagnification of non-essential hazardous heavy metals and metalloids in food chains/webs-Concepts and implications for wildlife and human health. *Human and Ecological Risk Assessment: An International Journal* 25(6): 1353-1376.
- Kabata-Pendias, A. 2001. Trace elements in soils and plants. CRC press.
- Korean society for atmospheric environment. 2014. <http://www.kosae.or.kr/temp/2014/2/09-20140317.pdf>. (in Korean)
- Ok, Y.S., Kim, S.H., Kim, D.Y., Lee, H., Lim, S., and Kim, J.G. 2003. Feasibility of phytoremediation for metal-contaminated abandoned mining area. *Koena J. Soil Sci. Fert* 36: 323-332. (in Korean)
- Park, Y.H. and Seo, K.W. 2005. Policy Suggestions for Soil Contamination Prevention and Management of Inactive or Abandoned Metal Mines. KEI 2005 WO-03 pp. 1-98. (in Korean)
- Schat, H. 1999. Plant responses to inadequate and toxic micronutrient availability: General and nutrient-specific mechanisms. In *Plant Nutrition—Molecular Biology and Genetics* (pp. 311-326). Springer, Dordrecht.
- Tchounwou, P.B., Centeno, J.A., and Patlolla, A.K. 2004. Arsenic toxicity, mutagenesis, and carcinogenesis—a health risk assessment and management approach. *Molecular and Cellular Biochemistry* 255(1): 47-55.
- United States Environmental Protection Agency (USEPA). 1990. Microwave assisted acid digestion of sediments, sludges, soils and oils. SW-846 Method 3051.
- Wei, S., Qixing, Z., Hong, X., Chuanjie, Y., Yahu, H., and Liping, R. 2008. Hyperaccumulative property comparison of 24 weed species to heavy metals using a pot culture experiment. *Environmental Monitoring and Assessment*.
- Wilkins, D.A. 1978. The measurement of tolerance to edaphic factors by means of root growth. *New Phytologist* 80(3): 623-633.
- World Health Organization. 1996. Trace elements in human nutrition and health. World Health Organization.
- Yedjou, C. G. and Tchounwou, P. B. 2007. In-vitro cytotoxic and genotoxic effects of arsenic trioxide on human leukemia (HL-60) cells using the MTT and alkaline single cell gel electrophoresis (Comet) assays. *Molecular and cellular biochemistry*, 301(1), 123-130.
- Yedjou, C.G. and Tchounwou, P.B. 2006. Oxidative stress in human leukemia cells (HL-60), human liver carcinoma cells (HepG2) and human Jerkat-T cells exposed to arsenic trioxide. *Metal Ions Biol Med* 9: 298-303.